



HAL
open science

Pratiques de gestion et dynamique de la végétation des prairies permanentes

Gérard Balent, Michel M. Duru, Daniele D. Magda

► **To cite this version:**

Gérard Balent, Michel M. Duru, Daniele D. Magda. Pratiques de gestion et dynamique de la végétation des prairies permanentes. Pratiques d'élevage extensif: Identifier, modéliser, évaluer, 27, INRA, 385 p., 1993, Etudes et Recherches sur les Systèmes Agraires et le Développement, 2-7380-0525-X. hal-02851205

HAL Id: hal-02851205

<https://hal.inrae.fr/hal-02851205v1>

Submitted on 7 Jun 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Pratiques de gestion et dynamique de la végétation des prairies permanentes

Une méthode pour le diagnostic agro-écologique, une application aux prairies de l'Aubrac et de la vallée de l'Aveyron

G. Balent
M. Duru
D. Magda

Introduction

La végétation prairiale évolue sous l'influence d'un ensemble de facteurs que l'on peut grossièrement répartir en deux groupes. Les facteurs liés au climat et au sol que l'on appelle souvent les facteurs du milieu, et les facteurs liés aux modes d'exploitation (Snaydon, 1981 ; Delpech, 1982). Balent et Stafford Smith (1993) ont représenté l'importance relative de ces deux familles de facteurs le long d'un gradient allant d'une végétation totalement "marquée" par les conditions pédoclimatiques jusqu'à une végétation quasi indépendante de ces mêmes facteurs (Figure 1).

Dans des systèmes intensifs d'utilisation de la végétation, le poids des pratiques est très supérieur à celui des facteurs du milieu. C'est ainsi que dans les alpages laitiers du Beaufortain, où les contraintes du milieu sont à priori très importantes, l'utilisation intensive des alpages conduit à l'installation vers 2 000m d'une flore proche de celle des prairies de vallée (Bornard et Brau-Noguet, com. pers.)

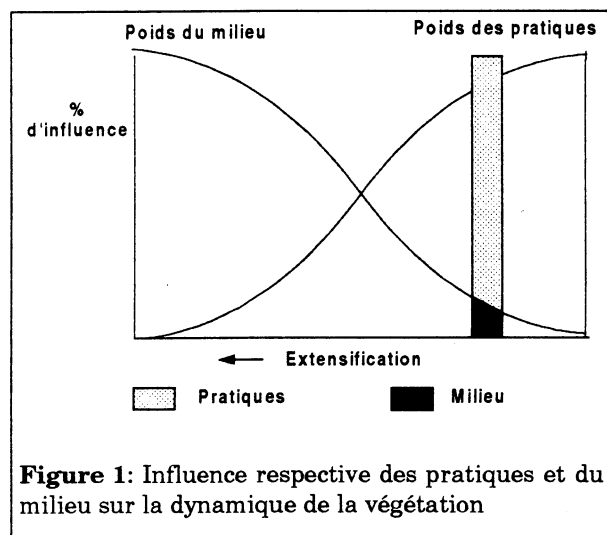


Figure 1: Influence respective des pratiques et du milieu sur la dynamique de la végétation

L'extensification des prairies peut être analysée comme un processus écologique qui modifie l'importance relative des facteurs du milieu et de gestion qui s'exercent sur la végétation. Les caractéristiques du milieu deviennent dominantes pour l'évolution de la végétation parallèlement à la diminution de l'intensité des pratiques de gestion. Une des conséquences est la modification de la dynamique de compétition entre les espèces prairiales qui entraîne, plus ou moins rapidement, des modifications importantes dans la composition botanique du couvert végétal à partir de son état initial.

Les méthodes classiques de description de la végétation prairiale qui aboutissent généralement à des typologies peuvent s'avérer insuffisantes pour rendre compte du processus d'évolution de la végétation. Plusieurs raisons peuvent être évoquées pour justifier le choix d'autres méthodes de diagnostic. D'une part, le choix de l'ensemble des

prairies étudiées est souvent dicté par un problème de gestion donné ou un cadre géographique (l'unité région par exemple). Un type dominant de prairies est alors privilégié au détriment des types sous-représentés considérés comme des cas particuliers voire d'exception. Cet échantillonnage, restreint dans la gamme des états possibles des prairies est dans la plupart des cas impropre pour dégager les relations existant entre des pratiques de gestion, le milieu et l'état de la végétation. D'autre part, la description de la végétation ne tient généralement pas compte du décalage dans le temps entre l'action des facteurs liés aux pratiques ou au milieu et les changements d'états qui en résultent. Ceci est particulièrement important puisqu'au fil des années, l'agriculteur est très souvent amené à modifier le mode d'utilisation d'une prairie en fonction de ses objectifs. Cette variabilité dans les pratiques de gestion fait qu'une année donnée la flore a peu de chances de rendre compte des pratiques observées la même année ou même les années précédentes.

Afin d'éviter ces difficultés et dans le but d'établir un schéma plus généralisable des relations entre l'état des prairies et les pratiques de gestion dans un environnement donné, nous proposons ici une démarche de diagnostic originale. Celle-ci est basée sur la description du fonctionnement d'un couvert prairial en s'appuyant sur l'assimilation du système végétation-pratiques-milieu au fonctionnement d'un système écologique. Les processus associés au remplacement des espèces, constituant le moteur de l'évolution des états de la végétation.

1. Comment rendre compte de l'effet des pratiques sur la végétation?

1.1. Les apports de l'écologie pour établir une démarche de diagnostic

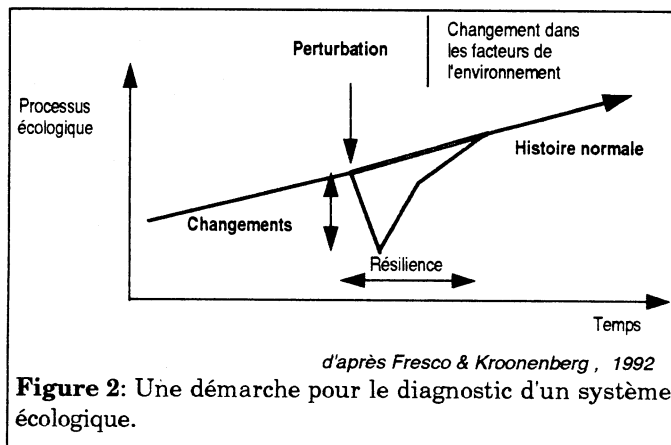


Figure 2: Une démarche pour le diagnostic d'un système écologique.

A l'interface végétation-pratiques du système écologique tel qu'il a été défini précédemment, nous proposons de considérer les pratiques de gestion comme des facteurs de l'environnement de la prairie agissant sur son fonctionnement (Rykiel, 1985 ; Blandin, 1986 ; Van Andel et Van der Bergh, 1987 ; Fresco & Kroonenberg, 1992 ; Balent, 1993). Cette démarche suppose d'identifier en premier les processus écologiques qui structurent le système puis, de modéliser les réponses de l'ensemble ou d'une partie de ce système aux variations des processus

en constituant un référentiel, puis de porter un diagnostic sur l'état du système observé, c'est-à-dire, en suivant Blandin, de comparer l'état observé à celui prévu par le modèle de référence contenant la gamme des états possibles du système (Figure 2). Cela permet de porter un diagnostic écologique sur l'état du système et d'imaginer des scénarios alternatifs aux pratiques de gestion réalisées pour atteindre tel ou tel objectif (Balent & Stafford Smith, 1993).

Dans cette démarche, le concept de "perturbation" joue un rôle fondamental. Défini comme un changement au niveau d'un facteur de l'environnement d'un système biologique qui interfère avec son fonctionnement initial (Rykiel, 1985; Van Andel *et al.*, 1987), il fait écho à la démarche de diagnostic choisie. Une perturbation est définie par sa nature qui dépend du type de facteur concerné, son intensité déterminée par l'écart entre l'état résultant et l'état normal du système, par sa fréquence et son échelle c'est-à-dire soit par ses caractéristiques spatio-temporelle, soit par le niveau d'organisation du système où elle opère. Une

perturbation est une cause (changement dans les conditions) mesurée par son effet (changement dans le fonctionnement d'un système).

Un changement brusque dans des pratiques de fertilisation induit un changement dans le fonctionnement du système biologique représenté par la végétation prairiale. Les pratiques de gestion comme facteur de l'environnement de la végétation prairiale peuvent donc être assimilées à une perturbation. La caractérisation des pratiques en fonction des critères cités ci-dessus nous amène à distinguer les pratiques constituant une perturbation, des pratiques régulières en intensité et en fréquence qui en créant un régime constant de perturbation deviennent partie intégrante des états normaux d'un système.

Du point de vue appliqué qui nous intéresse ici, le concept de perturbation renvoie vers un double problème: *Comment définir les états normaux d'un système écologique?* Autrement dit comment construire un modèle de référence pour le diagnostic? *Comment mesurer l'écart entre état normal et état observé?* Autrement dit comment mesurer et apprécier l'importance des changements intervenus dans l'état du système?

1.2. Construction d'un modèle de référence pour le diagnostic

1.2.1. Choisir des indicateurs pertinents

Comme tout système écologique, les prairies permanentes sont des systèmes hiérarchisés (Allen & Starr, 1982 ; Allen, 1987). Le pompage des minéraux dans le sol affecte la croissance des plantes. Les variations du niveau de nutrition minérale modifient les conditions de compétition entre espèces qui à leur tour influencent le processus de remplacement des espèces. Parallèlement les prairies permanentes sont gérées à des pas de temps différents (consommation journalière au pâturage par des animaux, récolte saisonnière ou annuelle par l'ensilage ou les foin). Les différents pas de temps de fonctionnement écologique des prairies interfèrent avec les pas de temps de leur gestion. Pour construire une démarche de diagnostic qui en tienne compte, nous avons considéré deux indicateurs du fonctionnement et de la dynamique de la végétation prairiale: la composition botanique qui renseigne sur les évolutions à moyen et long termes, et la nutrition minérale qui renseigne sur la croissance et la productivité de la végétation à court terme.

1.2.2. Construction d'un modèle floristique: les choix méthodologiques

La plupart des méthodes de diagnostic à partir de la composition botanique de la végétation sont basées sur une ordination des espèces le long d'un ou plusieurs axes représentant une gamme d'intensité d'un facteur écologique jouant sur la dynamique de la végétation. Par exemple, les indices spécifiques de valeur pastorale (Klapp, 1965 ; Daget & Poissonnet, 1971 ; Ellenberg, 1974) ordonnent les espèces prairiales le long d'un axe représentant une combinaison de la productivité des espèces et de leur appétabilité pour les animaux au pâturage. La valeur pastorale d'une parcelle est alors calculée comme étant la moyenne de tous les indices des espèces présentes dans cette parcelle, pondérés par l'abondance de ces mêmes espèces. C'est ce que l'on appelle une ordination directe. La réponse des espèces au facteur écologique considéré est supposée connue a priori. De nombreux autres indices à dire d'expert existent dans la littérature. Nous ne citerons ici que les indices de Klapp et d'Ellenberg qui permettent d'ordonner les espèces en fonction de leur sensibilité à l'azote, au pH, à la fauche, au pâturage, etc. Chaque fois il est possible d'ordonner un ensemble de parcelles prairiales le long des gradients correspondants en calculant la moyenne des indices pondérée par l'abondance des espèces.

Ces méthodes d'ordination directe ne nous semblent pas tout à fait satisfaisantes. Tout d'abord, les différents indices spécifiques sont souvent définis de manière empirique ce qui met en doute leur validité intrinsèque. Dans la plupart des cas en effet, la relation implicitement directe et linéaire entre la caractéristique d'espèce et l'intensité du facteur écologique étudié n'est pas testée. Que devient en particulier cette relation pour une gamme

plus large de l'intensité des pratiques ? Ces indices, fixés pour une espèce donnée ne rendent pas compte de la variabilité des réponses possibles de cette espèce en fonction de leur établissement dans des zones géographiques différentes. Cela laisse supposer que l'évaluation de ces indices ne présente pas le même degré de précision pour les différentes espèces d'un même couvert.

D'autre part, ces méthodes considèrent que la position d'une parcelle par rapport à un gradient écologique donné n'est en fait que la réponse moyenne de toutes les espèces qui la composent. Le tout se résumant à la somme des parties. Cela conduit à ignorer les interactions multiples qui existent entre les différentes espèces d'un même couvert et qui peuvent modifier pour une espèce donnée, dans les limites de sa plasticité, sa réponse au facteur étudié. Cela rend en particulier très difficile le diagnostic sur le degré d'équilibre éventuel existant entre la flore et les pratiques de gestion.

C'est pour cet ensemble de raisons que nous avons choisi, suivant en cela de nombreux auteurs parmi lesquels Whittaker (1967) et Prodon & Lebreton (1981), une méthode d'ordination indirecte (a posteriori) des espèces sur des gradients écologiques. Cette méthode est basée sur l'ordination réciproque des espèces et des relevés rassemblés au sein d'un tableau de comptage des espèces dans chacune des parcelles échantillonnées. Il s'agit, dans une première étape, de réarranger un tableau en manipulant l'ordre des lignes et des colonnes de manière à maximiser la corrélation entre ces lignes et ces colonnes. Dans un second temps, les distances entre les lignes et les colonnes du tableau ordonné sont modifiées en fonction du poids respectif des lignes et des colonnes. L'ordination des espèces sera d'autant meilleure que:

- . les gradients étudiés ne seront pas tronqués. Dans le cas contraire cela aurait pour conséquence de sous-représenter les espèces de bout de gradient et de les positionner loin de leur optimum écologique. Cela renforce la nécessité d'un échantillonnage planifié en fonction de la gamme de variation des facteurs que l'on veut étudier, plutôt qu'en fonction d'un lot de parcelles donné a priori.
- . la composition botanique des parcelles sera en équilibre avec les facteurs écologiques étudiés pour les raisons que nous avons invoquées en introduction.

D'un point de vue pratique, nous avons utilisé l'analyse factorielle des correspondances (AFC) qui produit la meilleure ordination réciproque possible des espèces et des relevés pour un tableau donné (Estève, 1978). L'AFC maximise la variance inter-espèces et inter-relevés, c'est-à-dire qu'elle disperse au maximum les espèces et les relevés le long des différents axes factoriels. Une fois les espèces et les relevés ordonnés le long d'un axe factoriel, tout changement de position d'une espèce ou d'un relevé fait baisser la corrélation entre les espèces et les relevés. La diversité inter-relevé est une mesure optimale de la diversité- β (Prodon, 1988). L'AFC minimise la variance intra-espèce et intra-relevé, ce qui constitue respectivement une mesure optimale de l'amplitude d'habitat des espèces le long d'un axe factoriel (Chessel *et al.*, 1982; Prodon, 1988) et une mesure de la diversité factorielle (Chessel *et al.*, 1982) ou diversité- α (Prodon, 1988) de chaque relevé. Cette dernière mesure est aussi un reflet de l'organisation écologique des espèces au sein de chaque relevé (Banerjee *et al.*, 1990 Balent, 1993) qui nous renseigne sur l'état des relations entre la composition botanique d'une prairie et les facteurs de son environnement qu'ils soient liés au milieu ou aux pratiques de gestion.

1.2.3. Le modèle de référence établi dans les Pyrénées

Caractéristiques des prairies pyrénéennes

En 1981 et 1982 nous avons réalisé 70 relevés botaniques dans des prairies permanentes pâturées, fauchées et pâturées d'une vallée des Pyrénées centrales, la vallée d'Oô dans la Haute-Garonne. Ces parcelles se situent entre 900 et 1200 mètres d'altitude. Les prés de fauche sont pâturés du 1er novembre au 25 avril par l'ensemble des troupeaux (ovins et bovins viandes) qui hivernent sur la commune. Les parcelles pâturées le sont toute l'année excepté durant la période d'estive, de mi-juin à début octobre. La production de matière

sèche annuelle est difficile à estimer en raison de la pratique du pâturage collectif. Elle s'étale de 1,5 t MS/ha à 8,5 t MS/ha (Balent & Duru, 1984). Le contexte socio-économique de déprise agricole influence fortement les modes de gestion des prairies. Une analyse détaillée de ces mécanismes a été réalisée par ailleurs (Balent & Barrué-Pastor, 1986). Rappelons simplement ici que la fertilité des parcelles diminue lentement dans le temps en fonction de la date d'abandon de la culture ou de la fauche quel que soit le mode actuel d'utilisation de ces parcelles (Duru & Balent, 1985), et que l'abandon du gardiennage des animaux au pâturage fait que ces derniers "ajustent" la fréquentation des parcelles en fonction de l'attrait de la végétation (fonction en grande partie du degré de fertilité: Balent, 1986). L'échantillon des 70 parcelles a été stratifié en fonction de l'histoire culturale de la parcelle, reflet de son niveau de fertilité (Balent & Duru, 1984), et d'une étude préalable de niveau de fréquentation des pâturages par les troupeaux.

Le modèle de référence

Après avoir traité le tableau espèces x relevés par une AFC, ce qui nous a conduits à éliminer quelques parcelles atypiques, nous avons obtenu une ordination réciproque d'environ 200 espèces et de 61 parcelles en fonction d'un gradient de fertilité résiduelle du sol et d'un gradient d'intensité d'utilisation (Balent, 1986). Cette double ordination satisfait aux deux conditions nécessaires pour la construction d'un modèle de référence.

Les deux gradients écologiques portés par les deux premiers axes factoriels ne sont pas tronqués. Nous avons inclus dans l'échantillon des parcelles où l'abandon de la culture venait de se produire. Il restait quelques pieds de pommes de terre dans certaines parcelles échantillonnées. Ces parcelles ont donc un niveau de fertilité élevé, supérieur à celui d'une prairie dans la mesure où les apports de fumure organique étaient importants et réguliers. L'introduction de ces parcelles "sans intérêt agronomique" dans l'échantillon permet de connaître les conditions d'apparition des espèces de prairie les plus nitrophiles et d'obtenir ainsi une bonne image de leur distribution le long du gradient de fertilité. A l'autre extrémité du gradient se trouvent des anciens prés de fauches et des anciens champs abandonnés depuis très longtemps (80 à 100 ans). Leur niveau de productivité est très faible (de l'ordre de 1,5 t MS/ha). Le deuxième gradient (intensité d'utilisation) est également très étalé. Les champs abandonnés ne sont pratiquement pas fréquentés par les animaux ainsi que les pelouses oligotrophes où la culture a été abandonnée depuis une centaine d'années. Par contre certains prés de fauche sont pâturés pendant la période hivernale et subissent deux coupes durant l'été.

Le long de ces deux gradients l'organisation de la composition botanique reflète une situation d'équilibre dynamique avec l'intensité des pratiques de gestion. C'est la valeur constante de la diversité factorielle le long de la plus grande partie de ces gradients qui reflète l'homogénéité écologique de la végétation. Celle-ci résulte d'un "régime de perturbation constant" reflet de pratiques de gestion variant progressivement et très lentement dans le temps.

Le modèle Pyrénées est en fait un modèle de succession post-culturale (figure 3). Il présente toutes les phases successives d'une succession (Clements, 1916 ; MacMahon, 1980). Les parcelles cultivées abandonnées présentent de grandes taches de sol nu. Ces taches sont progressivement envahies par des espèces annuelles nitrophiles mais aussi par diverses espèces prairiales disponibles dans les parcelles avoisinantes. Pendant cette phase, la diversité factorielle est très élevée. Ces fortes valeurs traduisent la coexistence d'espèces écologiquement différentes dans un milieu alors peu compétitif. Il s'ensuit une phase de réaction qui va aboutir à l'établissement d'une flore prairiale. Au cours de cette phase les phénomènes de compétition s'intensifient et contribuent à éliminer les espèces colonisatrices peu adaptées aux nouvelles conditions de la parcelle. Ne vont plus subsister que des espèces écologiquement voisines vis-à-vis du facteur fertilité. La diversité factorielle traduit ce processus. Elle diminue rapidement pour se stabiliser dès que cette situation d'équilibre est atteinte. La dernière phase de la succession, dite des interactions biotiques, est celle pendant laquelle les phénomènes de compétition jouent à plein pour ajuster la composition floristique aux conditions changeantes des pratiques de gestion. La valeur faible et

constante de la diversité factorielle pendant cette phase indique que, pour toute la gamme de fertilité du sol, les espèces présentes dans une parcelle sont écologiquement proches. On observe le même patron général de variation pour l'intensité d'utilisation (Balent, 1991).

C'est la lenteur dans les changements d'intensité des deux facteurs considérés, couplée à l'exhaustivité de l'échantillon vis-à-vis de leur gamme de variation, qui font du référentiel Pyrénées un modèle de diagnostic à validité externe. Cette lenteur permet aux espèces de se succéder progressivement. L'ordination des espèces produite par le modèle résultant de la comparaison d'un ensemble de parcelles en équilibre avec les pratiques de gestion, fait que la position moyenne de chaque espèce le long des deux gradients est proche de leur préférence écologique pour ces deux facteurs.

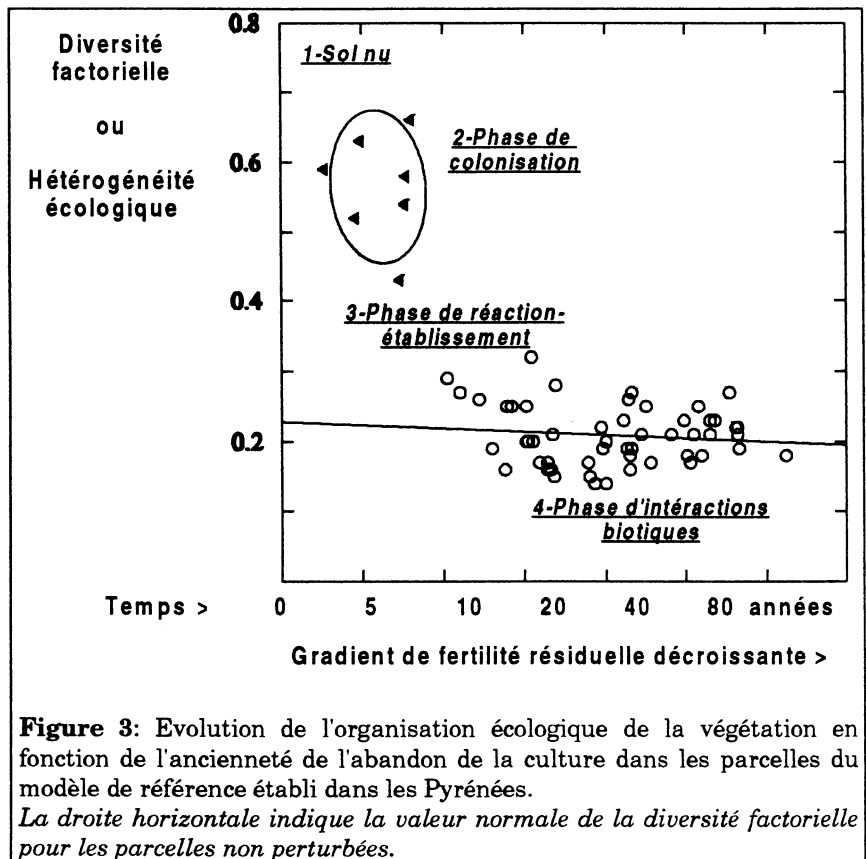


Figure 3: Evolution de l'organisation écologique de la végétation en fonction de l'ancienneté de l'abandon de la culture dans les parcelles du modèle de référence établi dans les Pyrénées. La droite horizontale indique la valeur normale de la diversité factorielle pour les parcelles non perturbées.

Mode d'utilisation du modèle floristique

Sur la figure 4 nous avons représenté schématiquement l'ordination de quelques espèces le long du gradient de fertilité. Pour positionner une parcelle sur ce gradient à partir de sa composition floristique nous utilisons les formules de transition de l'AFC qui servent à projeter des individus supplémentaires dans les résultats d'une analyse:

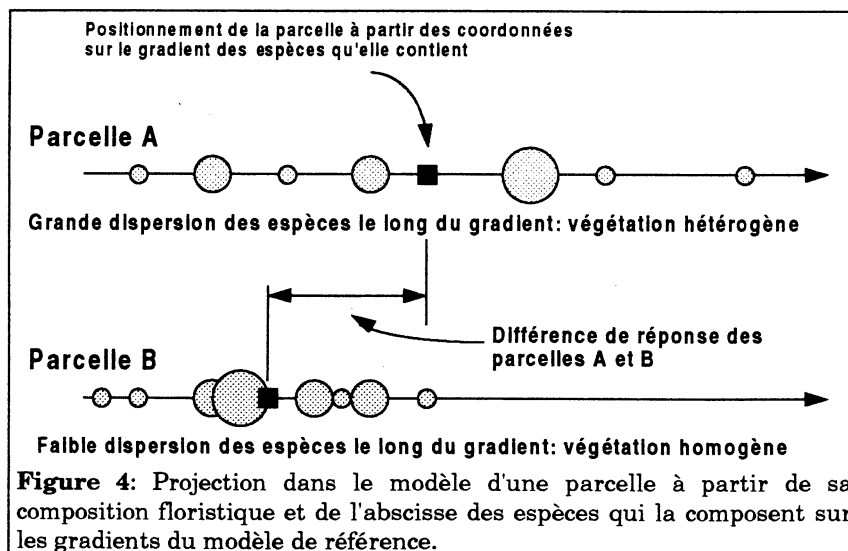


Figure 4: Projection dans le modèle d'une parcelle à partir de sa composition floristique et de l'abscisse des espèces qui la composent sur les gradients du modèle de référence.

$$F_j = \frac{1}{\sqrt{\lambda_1}} * \sum_i^n f_i \cdot G_i$$

où F_j est l'abscisse du relevé j , n est le nombre d'espèces du relevé j , f_i la fréquence de l'espèce i dans le relevé j , G_i l'abscisse de l'espèce i dans le modèle de référence (coordonnée factorielle de l'espèce sur le facteur considéré), λ_1 la valeur propre du facteur considéré (ici le premier facteur).

En fait il s'agit simplement de calculer le barycentre de la distribution des espèces du relevé le long des axes factoriels concernés, puis de multiplier ce résultat par un facteur constant. Ce calcul répété pour les deux premiers axes du modèle permet de classer les parcelles en fonction de leur niveau de fertilité et d'intensité d'utilisation. Ensuite nous calculons la variance de la dispersion des espèces qui composent un relevé le long du gradient de fertilité (DF-F1) et le long du gradient d'intensité d'utilisation (DF-F2). L'ensemble de ces calculs est réalisé par un programme du logiciel Bioméco¹.

1.2.4. Construction d'un modèle de dilution des minéraux dans la végétation

Les quantités d'éléments minéraux absorbés par un peuplement, provenant du sol et de la fertilisation, déterminent à très court terme la productivité, (azote notamment, du moins pour les couverts prairiaux permanents à base de graminées), et à plus long terme la composition botanique. Il est cependant difficile de comparer des situations diversifiées du point de vue des caractéristiques du sol et des pratiques de fertilisation car on ne sait pas bien estimer l'offre du sol ainsi que les possibilités de valorisation par le système racinaire. Les tests analytiques de routine pratiqués sur les terres sont souvent insatisfaisants pour le P (Boniface & Trocmé, 1988 ; Fardeau & Jappe, 1988) et pour le K (Quemener, 1976). Enfin, pour des éléments comme l'azote pour lesquels il conviendrait de faire des prévisions à très court terme, les tests analytiques au niveau du sol sont trop longs à mettre en oeuvre et les modèles prévisionnels peu performants du fait d'une insuffisance des connaissances des processus impliqués dans les transformations de l'azote organique en azote minéral (Brockman, 1991).

La complexité des processus intervenants au niveau du sol fait qu'il est le plus souvent impossible de mettre en évidence des relations statistiques éprouvées entre les quantités d'éléments fertilisants apportés ou les caractéristiques analytiques du sol et les rendements en matière sèche, et a fortiori la composition botanique d'une prairie. C'est la raison pour laquelle, nous proposons de décomposer le processus en deux étapes:

- Effets des caractéristiques du sol et de la fertilisation sur le niveau de nutrition du couvert végétal.
- Effets du niveau de nutrition sur les caractéristiques du couvert végétal.

Dans une perspective de diagnostic, le premier volet pourra être considéré comme une "boîte noire". Mais la pertinence de la démarche suppose que l'on soit capable de bâtir un outil de diagnostic du niveau de nutrition suffisamment robuste pour être utilisé dans un grand nombre de situations sans trop de restrictions.

Plusieurs auteurs ont établi que la teneur en éléments majeurs diminue en relation avec l'accumulation de la biomasse aérienne. Pour l'azote, il a été montré qu'il existe une courbe limite (teneur en azote-biomasse aérienne), au-delà de laquelle tout apport d'azote supplémentaire se traduit par un accroissement de teneur sans augmentation de biomasse (Lemaire & Salette, 1984). Mais selon les sols ou les années, la dose d'azote correspondante peut varier. De nombreux travaux conduits en plusieurs sites et durant plusieurs années ont montré une bonne stabilité des paramètres de cette courbe de référence de nutrition azotée non limitante pour différentes espèces prairiales (Lemaire *et al.*, 1989). Le diagnostic est alors basé sur l'écart à cette courbe. Afin de comparer facilement un grand nombre de situations pour lesquelles il est difficile de manipuler des courbes, nous avons défini un indice de nutrition azotée. A cette fin, on pourrait penser à faire le rapport entre la teneur observée à la teneur potentielle calculée pour le même rendement, mais cette solution n'est pas satisfaisante car le rapport décroît au cours de la repousse. C'est la raison pour laquelle nous proposons de réaliser ce calcul pour une biomasse standard de une tonne; soit

$$IN = 100 * (4,8 - 4,8 * MS \text{ obs.}^{-0.32} + N \text{ obs.}) / 4,8;$$

¹. Logiciel de statistiques créé par le groupe Biométrie du CNRS-CEFE de Montpellier distribué par la société Avenix.

où MS obs. et N obs. sont respectivement la biomasse en t/ha et la teneur en azote mesurées (Duru, 1992a).

Pour des éléments tels que le phosphore et le potassium, on observe, de même que pour l'azote, une dilution de P et K en relation avec l'accroissement de biomasse aérienne (Salette & Huché, 1991). A partir de la comparaison de sols différents pour les teneurs en éléments minéraux et sur lesquels ont été appliqués plusieurs niveaux de fertilisation, on peut établir une courbe de référence non limitante de même que pour l'azote. Cependant, afin de simplifier le diagnostic, et compte tenu de la similitude des courbes de dilution entre éléments, Salette (1982), a proposé de relier directement les teneurs en P ou K à la teneur en N. Nous avons ainsi établi une courbe de référence pour le phosphore et le potassium. Le diagnostic est basé sur l'écart entre la teneur en P (ou K) et la teneur potentielle pour une teneur en azote donnée. Afin de réaliser aisément des comparaisons, nous avons défini les indices P et K comme le rapport entre la teneur observée et la teneur potentielle; soit

$$IP = 100 * 4,17 P \text{ obs.} * N \text{ obs.}^{-0,64}$$

$$IK = 100 * 0,62 K \text{ obs.} * N \text{ obs.}^{-0,48}$$

Un indice égal à 100 indiquera un niveau de nutrition non limitant (Duru, 1992a).

La mise en oeuvre de tels indices requiert toutefois un certain nombre de précautions quant aux conditions de prélèvement des échantillons. En premier lieu, il convient d'éviter les situations où la biomasse est inférieure à une tonne par ha et il importe de réaliser les prélèvements avant sénescence importante du couvert végétal. Enfin, il faut éviter les situations de sécheresse qui déterminent largement l'absorption des minéraux.

Une première validation des indices de nutrition, qui ont été établie dans les Pyrénées centrales, a été réalisée à partir d'expérimentations de fertilisation sur prairies permanentes de la vallée de l'Aveyron sur argilo-calcaire (600 et 800m d'altitude) et en Aubrac sur basaltes (900 et 1000m) (Duru, 1992b). D'autres travaux de recherche confirment la validité de cette approche dans des conditions a priori plus limites puisqu'il s'agit d'alpages situés à 2000m d'altitude (Brau-Noguet, com. pers.).

2. Application au diagnostic de l'état des prairies permanentes

2.1. La vallée de l'Aveyron

La vallée de l'Aveyron fait partie de la zone naturelle des Grands Causses qui s'étend de la vallée du Lot aux Palanges. La zone où nous avons étudié les relations entre les pratiques de gestion des prairies et l'état de la végétation (Cantons de Bozouls, Laissac, Séverac, Campagnac) correspond à un territoire géologiquement homogène (terrains jurassiques-oolithes, lias). Les sols vont des rendzines aux sols bruns calcaires. Ils sont en général argileux, de faible profondeur avec de nombreux affleurements rocheux. Les réserves en eau sont faibles et le pH varie entre 6 et 8. Le climat est continental en hiver et en été, océanique au printemps et en automne. En été l'influence méditerranéenne est très marquée. La pluviométrie est de l'ordre de 1000mm par an. La durée de la période de croissance de la végétation s'étale d'avril à octobre.

Les exploitations y sont en général assez grandes (45ha de SAU ⁽²⁾ en moyenne). La production agricole est orientée vers la production laitière (76% pour les ovins et les bovins lait) et, à un degré moindre, la production de viande (25% pour les bovins viande). Dans ces systèmes, la prairie joue un rôle important. 68% de la SAU sont en prairies permanentes, 20% en prairies temporaires et 12% en céréales. Le thème des "*moyens à mettre en oeuvre pour l'amélioration ou la rénovation des prairies*" est le thème prioritaire de la Relance

². Surface Agricole Utile

Agronomique dans le département. C'est dans ce cadre que nous avons mené notre étude sur un réseau de prairies permanentes appartenant à des exploitations agricoles suivies dans un réseau de référence par les conseillers agricoles de la Chambre d'Agriculture de l'Aveyron.

2.2.L'Aubrac

L'étude de la diversité régionale des prairies de l'Aubrac a été réalisée en 1989, toujours à la demande de la Chambre d'Agriculture de l'Aveyron dans le cadre du programme de Relance Agronomique.

Sur cette zone, comme dans la vallée de l'Aveyron, l'été et l'hiver ont une tendance continentale très marquée alors que le printemps et l'automne présentent un caractère océanique. La saison froide est longue marquée par un vent du nord très violent. Cela nécessite de constituer des stocks fourragers importants pour nourrir les troupeaux. En général la pluviométrie est abondante, bien répartie dans le temps et ne constitue pas un facteur limitant à la pousse de l'herbe. Si l'on excepte leur faible profondeur, les sols de l'Aubrac ont la réputation d'être fertiles et particulièrement bien pourvus en phosphore. 98% de la SAU est de la prairie dont 88% de la prairie naturelle. L'Aubrac est une montagne à vache avec une race locale très rustique, l'Aubrac. Les vaches allaitantes représentent 95% du cheptel de la région. Une phase d'intensification de l'élevage a caractérisé les années 70. Elle s'est faite soit par une augmentation du nombre de vaches dans le système de production de brouillard, soit par un alourdissement plus poussé des animaux produits. Cela s'est accompagné d'une intensification fourragère avec un apport accru de fertilisants. Une forte demande s'exprime aujourd'hui pour des outils permettant une meilleure connaissance et une maîtrise accrue de la gestion des prairies permanentes.

2.3. Caractéristiques générales de la végétation des prairies étudiées

Familles	Espèces	Aubrac	Vallée de l'Aveyron	Caractéristiques générales
Légumineuses	<i>Trifolium repens</i> <i>Trifolium pratense</i>	0.92	0.96 0.81	Espèces de sol riche et bien utilisé
Graminées	<i>Dactylis glomerata</i>	0.80	0.86	Espèces de sol riche ayant une très bonne résistance à la fauche et au pâturage
	<i>Trisetum flavescens</i>	0.78		
	<i>Lolium perenne</i>	0.73	1.00	
	<i>Poa trivialis</i>	0.73	0.99	
	<i>Poa pratensis</i>	0.72		
	<i>Festuca arundinacea</i>		0.86	Espèces de sol moyennement riche présentant une très bonne résistance à la fauche et au pâturage
	<i>Agrostis capillaris</i>	0.88		
	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	0.87	0.76	
	<i>Cynosurus cristatus</i>	0.80		
	<i>Festuca rubra</i>	0.72		
<i>Gaudinia fragilis</i>		0.77		
<i>Holcus lanatus</i>		0.83		
Diverses	<i>Taraxacum officinalis</i>	0.87	0.90	Espèce de sol riche Espèces de prairies pâturées et humides
	<i>Plantago lanceolata</i>	0.83		
	<i>Cerastium fontanum</i>	0.78	0.93	
	<i>Ranunculus bulbosus</i>		0.84	
	<i>Ranunculus acris</i>		0.76	

Tableau 1: Espèces les plus fréquentes dans la flore des prairies de la vallée de l'Aveyron et de l'Aubrac

110 espèces ont été observées dans 70 parcelles étudiées dans la vallée de l'Aveyron, 144 espèces dans 60 parcelles de l'Aubrac. Le tableau 1 représente les espèces les plus communes rencontrées dans ces deux sites.

Les prairies de la vallée de l'Aveyron

Dans la vallée de l'Aveyron, la flore indique un niveau d'utilisation des prairies assez important par la fauche et le pâturage. Le ray-grass anglais est omniprésent ainsi que le pâturin commun et le trèfle blanc. La gaudinie et la flouve indiquent des tendances à la sécheresse, alors que les deux renoncules reflètent la localisation de la majorité des parcelles étudiées dans les fonds de vallée. Le nombre d'espèces par prairie qui varie de 15 à 39 (moyenne 26.5 contre 38 dans les Pyrénées) est assez faible pour des prairies permanentes et reflète le degré d'intensification élevé. La fertilisation minérale est variable: de 0 à 150 unités pour l'azote (N), de 0 à 130 unités pour le phosphore (P) et de 0 à 125 unités pour le potassium (K). A ces apports chimiques il faut ajouter de très grandes quantités de fumier et de lisier difficilement mesurables. Au total, la plupart de ces prairies sont très fertilisées. La production de matière sèche annuelle est également difficile à estimer compte tenu de l'utilisation multiple de ces parcelles (ensilage, fauches, pâturage), mais d'après les résultats des suivis d'exploitation fournis par les techniciens de la Chambre d'Agriculture, elle s'étale de 600 à 9000 kg MS/ha/an. La variabilité interannuelle du climat est un des problèmes majeurs pour la maîtrise de la gestion des prairies de la vallée de l'Aveyron. Elle a été particulièrement importante dans la fin de la décennie 80 marquée par plusieurs années de sécheresse qui ont été une cause directe de perturbation dans la composition floristique des prairies. La végétation observée en 1988 intégrait toutes ces perturbations ce qui rendait difficile l'étude des relations végétation-pratiques sans référence à un modèle qui permette de mesurer ce degré de perturbation.

Les prairies de l'Aubrac

Dans l'Aubrac les espèces dominantes sont toutes caractéristiques de sols riches et/ou très résistantes à la fauche et au pâturage. Le nombre d'espèces par prairie varie de 15 à 49 (30 en moyenne contre 38 dans les prairies des Pyrénées). Les pratiques de fertilisation sont très variables. Elles s'étalent de 0 à 380 unités N, 0 à 200 pour P et de 0 à 240 pour K. La production annuelle de matière sèche s'étale de 700 kg pour les surfaces communales à 7600 kg de MS pour les prairies de fauche les plus utilisées.

Très variables en intensité d'une parcelle à l'autre, les pratiques de fertilisation le sont également d'une année à l'autre pour une même parcelle comme le montre le suivi des pratiques de gestion des prairies réalisé par la Chambre d'Agriculture (non publié). Beaucoup de prairies jusque-là peu utilisées sont en cours d'amélioration et voient leur condition d'exploitation se modifier profondément. Dans les prairies utilisées intensivement les pratiques de fertilisation ne sont pas toujours régulières et certaines prairies généralement fauchées ont été pâturées en raison des récentes années de sécheresse qui, comme pour la vallée, a occasionné de nombreuses perturbations sur la végétation.

2.4. Diagnostic réalisé à l'aide des modèles de référence

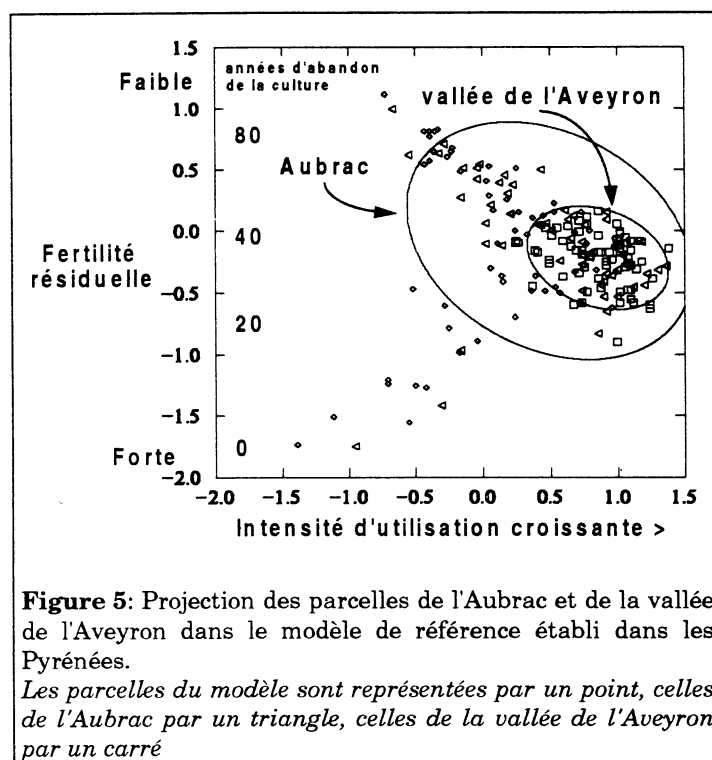
2.4.1. Diagnostic à l'aide de la composition floristique

Nous avons projeté les parcelles de l'Aubrac et de la vallée de l'Aveyron dans le référentiel établi dans les Pyrénées centrales. Cela nous permet d'ordonner les parcelles en fonction des deux gradients de fertilité et d'intensité d'utilisation. Cette projection est réalisée en utilisant les espèces qui sont présentes à la fois dans le modèle de référence et dans les

prairies projetées. 80 des 144 espèces de l'Aubrac et 70 des 110 espèces de la vallée de l'Aveyron sont concernées. Ces espèces communes sont essentiellement les graminées, les légumineuses et les dicotylédones des prairies. Elles représentent environ 90% des individus contactés lors des relevés (Balent, non publié). Les espèces éliminées sont pour la plupart des espèces peu fréquentes indicatrices de conditions édaphiques particulières (humidité pour ce qui concerne la vallée) et biogéographique (caractère montagnard des prairies de l'Aubrac). L'élimination de ces espèces lors de la projection dans le modèle affecte peu la qualité des prédictions du modèle. On peut considérer que la projection agit comme un filtre qui élimine les spécificités locales de la flore pour ne conserver que l'information due aux pratiques.

Diversité des parcelles par rapport au modèle de référence

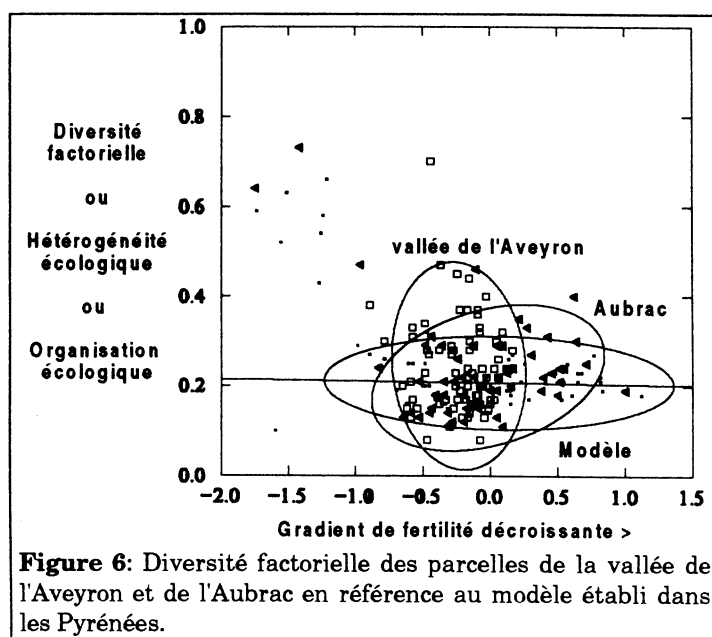
Sur la figure 5, nous pouvons voir que les prairies de l'Aubrac présentent une grande diversité de fertilité et d'intensité d'utilisation. Cette diversité est aussi importante que celle de l'ensemble de parcelles qui nous a servi pour réaliser le modèle de référence dans les Pyrénées centrales. Par contre les prairies de la vallée de l'Aveyron forment un ensemble très homogène tant au niveau de l'axe 1 (indicateur de la fertilité des parcelles) qu'à celui de l'axe 2 (indicateur de l'intensité de leur utilisation). On notera que le modèle indique que les prairies de la vallée sont utilisées de manière beaucoup plus intensive que celles de l'Aubrac, ce qui est en accord avec les niveaux de production calculés d'après les résultats des suivis d'exploitation.



Quand nous avons essayé de traiter ces données floristiques et de les mettre en relation avec les pratiques de gestion de manière classique, c'est-à-dire en traitant les données par petite région, il n'a pas été possible de séparer l'effet de la fertilisation de celui des modes d'utilisation. Nous n'avons obtenu qu'un gradient d'intensification combinant ces deux paramètres pour les prairies de l'Aubrac (Boutot, 1989) et aucun gradient de pratiques significatif pour les prairies de la vallée de l'Aveyron (Chevalier, 1988). En observant les résultats fournis par le modèle, il est facile de comprendre cette absence de résultats significatifs pour les prairies de la vallée, ensemble beaucoup trop homogène par rapport aux pratiques de gestion. Ce lot de données illustre

bien les limites d'une analyse locale quand les gradients étudiés sont tronqués. Il est par contre plus difficile de comprendre pourquoi les résultats obtenus dans l'Aubrac sont également décevants malgré une bonne représentativité de l'échantillon. La raison se trouve dans les caractéristiques de l'organisation écologique des communautés végétales étudiées, mesurée par la diversité factorielle ou l'hétérogénéité écologique

Organisation écologique de la végétation vis-à-vis de la fertilité



En effet, si l'on compare vis-à-vis du facteur fertilité d'après le modèle (figure 3), l'organisation écologique des communautés de plantes de l'échantillon Aubrac à celle de l'ensemble des parcelles des Pyrénées centrales, il apparaît clairement que les valeurs de l'hétérogénéité écologique des parcelles de l'Aubrac s'écartent de la valeur moyenne du modèle de référence qui, rappelons-le, reflétait une situation d'équilibre entre la flore et les pratiques de gestion. La végétation des prairies de l'Aubrac est perturbée de deux façons différentes par les pratiques de gestion.

Quand, au vue du modèle, la parcelle est peu fertile, les diversités factorielles sont élevées. Les agriculteurs cherchent en général à améliorer la productivité de ces parcelles en augmentant le niveau de fertilisation. Les espèces des milieux fertiles trouvent ainsi des conditions favorables pour coloniser ces parcelles. Dans cette première phase d'amélioration de la flore des espèces de milieux pauvres et de milieux riches vont coexister. Pour une prairie de ce type la dispersion des espèces le long du gradient de fertilité sera donc importante.

Quand, d'après le modèle, les parcelles sont d'un niveau de fertilité élevé, la diversité factorielle est très petite et nettement inférieure à la valeur "normale" indiquée par le modèle de référence. Ces parcelles sont en général intensément fertilisées (plus de 300 unités d'azote). Seul un petit nombre d'espèces aux exigences écologiques très voisines peuvent résister à un tel niveau d'intrants. La dispersion de ces espèces (Dactyle, Ray-grass, Brome mou,...) le long du gradient de fertilité est donc très faible. C'est le reflet d'une perturbation importante. En effet les enquêtes réalisées chez les agriculteurs ont montré que les parcelles ayant une très faible diversité factorielle sont très sensibles aux aléas et voient leur composition floristique profondément modifiée d'une année sur l'autre (Chambre d'Agriculture de l'Aveyron, non publié). Tout se passe comme si, compte tenu de la gestion automnale et hivernale, et du climat de fin d'hiver, la première espèce qui apparaît au printemps domine toutes les autres pour le reste de la saison. Ceci pose de graves problèmes de gestion. Une prairie dominée par du dactyle ne se gère pas comme une prairie dominée par du brome mou.

Les prairies de l'Aveyron, quant à elles, cumulent toutes les difficultés pour espérer pouvoir mettre en évidence le rôle des pratiques de gestion par une analyse locale. Très homogènes, elles sont extrêmement perturbées par rapport aux pratiques de fertilisation. Une partie d'entre elles présente une diversité factorielle très faible que l'on peut attribuer, comme dans l'Aubrac, à une fertilisation excessive. Une autre partie des parcelles présente une diversité factorielle nettement supérieure à la normale. Dans ces parcelles, les pratiques de fertilisation et les différentes sécheresse ont entraîné l'apparition de taches de sol nu envahies par des espèces rudérales (favorisées par l'excès d'azote). C'est la coexistence de ces espèces avec celles plus mésophiles qui composent le fond prairial, qui explique la forte hétérogénéité écologique.

Organisation écologique de la végétation vis-à-vis de l'intensité d'utilisation

La perturbation de l'organisation des communautés végétales vis-à-vis de l'intensité d'utilisation, mesurée par l'écart entre les valeurs de la diversité factorielle des prairies de l'Aubrac et de la vallée de l'Aveyron avec celles du modèle, se manifeste essentiellement pour les prairies considérées comme très intensives par le modèle (figure 7). Les pratiques de gestion de ces prairies, auxquelles il faut ajouter les années de sécheresse qui ont précédé notre étude, conduisent à l'apparition de taches de sol nu qui favorisent la colonisation des espèces annuelles. Cela se traduit par une augmentation de l'hétérogénéité écologique de la parcelle. Ce phénomène qui avait été identifié dans les Pyrénées centrales lors de la construction du modèle (Balent, 1993), est ici d'une grande ampleur.

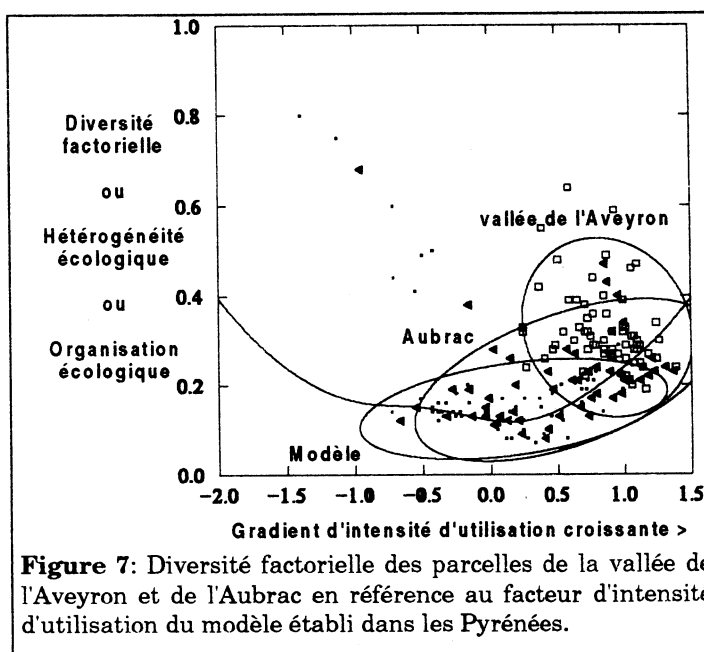


Figure 7: Diversité factorielle des parcelles de la vallée de l'Aveyron et de l'Aubrac en référence au facteur d'intensité d'utilisation du modèle établi dans les Pyrénées.

Conclusion partielle

L'utilisation du modèle floristique mis au point dans les Pyrénées centrales permet de surmonter les difficultés inhérentes à la description de la diversité des prairies et de leur mode de gestion dans une petite région donnée. Il permet d'ordonner les parcelles en fonction d'un indicateur de gradient de fertilité et un indicateur d'un gradient d'intensité d'utilisation et ce, même si le lot de parcelles étudié est peu diversifié vis-à-vis de ces gradients ou même si les relations entre la végétation et les pratiques de gestion ne sont pas en équilibre. Le modèle permet en outre de mesurer le degré de perturbation de la végétation (l'écart à la valeur normale de la diversité factorielle). La connaissance de ce paramètre nous paraît être très prometteuse. En effet, des expérimentations réalisées sur des parcelles témoins montrent que pour une application annuelle de 150 unités d'azote par an, il faut 5 à 6 ans pour modifier profondément la végétation d'une prairie des Pyrénées considérée à l'état d'équilibre, alors qu'il ne faut qu'un à deux ans pour obtenir un résultat comparable pour une prairie de l'Aubrac reconnue comme perturbée au départ (Duru & Balent, en préparation).

2.4.2. Diagnostic à partir de la nutrition minérale

A partir de la composition chimique de la végétation (concentration en N, P, K) et de la biomasse sur pied (MS) au moment du prélèvement, nous avons projeté les valeurs des parcelles de la vallée de l'Aveyron et de l'Aubrac dans les modèles de dilution de ces différents minéraux dans la végétation au cours du premier cycle de croissance.

Nutrition N

Les parcelles de l'Aubrac et de l'Aveyron sont très diversifiées quant à leur niveau de nutrition azotée (Figure 8). Les niveaux de nutrition ne sont pas très

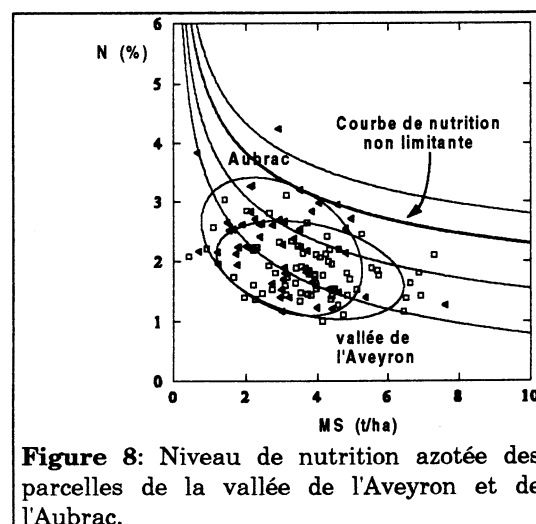


Figure 8: Niveau de nutrition azotée des parcelles de la vallée de l'Aveyron et de l'Aubrac.

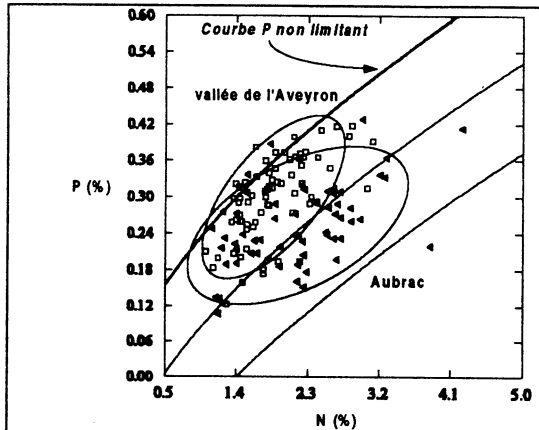


Figure 9: Niveau de nutrition en phosphore des parcelles de la vallée de l'Aveyron et de l'Aubrac.

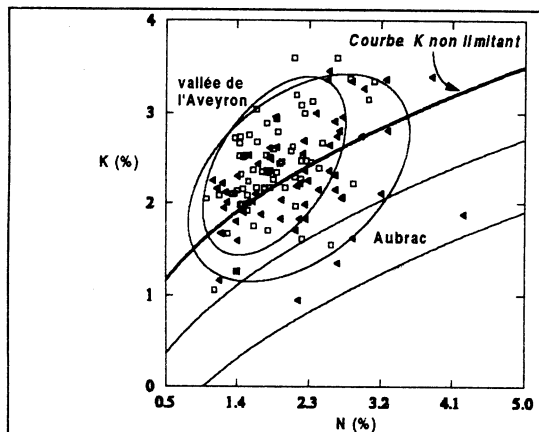


Figure 10: Niveau de nutrition en potassium des parcelles de la vallée de l'Aveyron et de l'Aubrac.

différents. Il semble que l'on trouve en Aubrac quelques parcelles qui voisinent le niveau non limitant. Mais peut-être s'agit-il simplement d'un effet année. Les prélèvements de végétation ont été effectués dans la vallée en 1988 et en 1989 sur le plateau de l'Aubrac. Or 1988 a été une année sèche dans la vallée. On sait que le niveau de nutrition azoté est particulièrement sensible aux conditions hydriques.

Nutrition P et K

Une différence plus nette apparaît lorsqu'on compare le niveau de nutrition en phosphore (figure 9). De façon un peu surprenante, les parcelles de la vallée présentent en moyenne, un niveau de nutrition plus élevé que celles du plateau alors que les sols basaltiques sont réputés pour être très riches en phosphore. Ceci est exact si l'on s'en tient aux résultats des analyses de terre réalisées en routine (test Dyer). Mais les énormes quantités de phosphore (parfois plus de 500 ppm) ne sont pas mobilisables pour les plantes du fait d'un fort pouvoir fixateur de ces sols. Les résultats du diagnostic de la nutrition minérale en phosphore de ces deux ensembles de prairies a conduit les conseillers agricoles des régions concernées à revoir totalement leurs conseils en fertilisation.

Pour le potassium (figure 10), les deux ensembles de parcelles sont comparables, celles de l'Aubrac étant plus diversifiées. La plupart présentent un niveau non limitant et même une consommation de luxe importante (indices supérieurs à 100). Les

quantités d'engrais apportées sont donc souvent excédentaires dans ces sols. Ceci confirme les résultats obtenus dans les Pyrénées centrales (Duru, 1992b) où sur des sols de dépôts glaciaires, des parcelles n'ayant reçu aucune fertilisation en potassium depuis des décennies présentent des niveaux de nutrition K non limitants.

Comme pour la flore, les indices de nutrition minérale renseignent en référence à un modèle de fonctionnement biologique (ici la résultante des processus physiologiques d'absorption des minéraux) sur l'état de la végétation prairiale. Cet indicateur fonctionne à un pas de temps plus rapide que le turn-over des espèces dans la végétation prairiale. Les deux sont donc complémentaires.

2.4.3. Utilisation simultanée de la flore et de la nutrition minérale.

Que ce soit pour P ou pour K, les relations entre les deux indices de nutrition minérale et la fertilité indiquée par la végétation (abscisse des parcelles sur l'axe F1 du modèle floristique), sont très bonnes dans les Pyrénées (figure 11, tableau 2). Elles sont moyennes pour l'Aubrac et nulles pour l'Aveyron. La qualité des relations entre indices de nutrition minérale et indice floristique suit assez fidèlement pour les trois lots de données, les variations du degré de perturbation mesuré par la diversité factorielle. En situation moyennement perturbée (Pyrénées) la liaison est très bonne. En situation très perturbée (vallée de l'Aveyron) la relation est très mauvaise. Dans un système hiérarchique fonctionnant normalement, les différents niveaux

d'organisation fonctionnent à des rythmes différents, mais en phase. Quand le système est perturbé, il existe des décalages dans le fonctionnement des différents niveaux (Allen & Starr, 1982). Ceci renforce l'intérêt de porter un diagnostic sur le fonctionnement d'un système écologique simultanément à différents niveaux d'organisation.

D'un point de vue pratique, cela veut dire que, lorsque la végétation est en équilibre avec les pratiques de gestion, les différents types d'indicateurs (que nous avons) présentés indiquent la même chose. Il est possible d'aboutir au même diagnostic en caractérisant indifféremment la flore ou la nutrition minérale. Dans ce cas il est préférable d'utiliser la nutrition minérale qui est beaucoup plus facile à mettre en oeuvre.

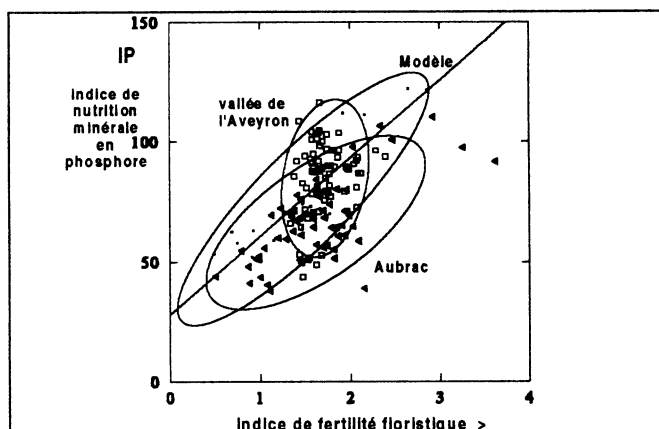


Figure 11: Relation entre la prédiction de la fertilité de la parcelle par la flore à l'aide du modèle floristique et la mesure de la nutrition minérale en phosphore (IP) pour les trois ensembles de parcelles.

Les relations sont du même type pour la nutrition en potassium (cf. tableau 2)

	IP/F1	IK/F1	IP/IK	n
Pyrénées	0.771	0.834	0.745	18
Aubrac	0.448	0.302	0.201	60
Vallée de l'Aveyron	0.060	0.036	0.061	69

Tableau 2: Tableau des corrélations (r^2) entre les indices de nutrition en phosphore (IP), en potassium (IK) et la position des parcelles sur le gradient de fertilité indiqué par le modèle floristique (F1).

Quand la végétation est perturbée, il n'est pas possible de déduire les indices les uns des autres. Le diagnostic permis par les indices de nutrition minérale donne une indication de la productivité de la parcelle l'année d'observation, alors que la prédiction de la fertilité de la parcelle par la végétation est plutôt à mettre en relation avec un indice de nutrition potentiel dans des conditions d'équilibre. L'information principale que fournit la végétation concerne le diagnostic de degré de perturbation qui, comme nous l'avons dit plus haut, conditionne grandement la vitesse de réponse de la végétation à des changements de pratiques de gestion.

3. Perspectives

La mise en oeuvre de pratiques extensives se traduit par une diminution des contraintes exercées sur la végétation. La "levée" des fortes contraintes de gestion révèle à la fois l'hétérogénéité du milieu et de la communauté végétale. Dans le cadre d'un système de gestion plus extensif, la dynamique d'une communauté végétale devient donc la résultante de réponses hétérogènes de cette communauté face aux différentes contraintes du milieu et des contraintes de gestion maintenues.

De modèles descriptifs à des modèles prédictifs

La gamme des réponses possibles d'une communauté végétale soumise à des contraintes de gestion intensive est étroite. Sous des conditions de gestion plus extensives, les caractéristiques des différentes espèces qui la constituent peuvent s'exprimer et fournir des réponses hétérogènes plus marquées par rapport à une même contrainte. La prise en compte de l'hétérogénéité de la communauté végétale à travers les caractéristiques d'espèces devient nécessaire pour l'étude de la dynamique de la communauté dans son ensemble. Ces caractéristiques d'espèces concernant les processus de dynamique nécessitant d'autres niveaux d'organisation, en particulier ***les populations et les individus***. L'étude de l'évolution d'une communauté végétale peut donc être abordée par l'étude des processus de dynamique au niveau des individus et des populations des espèces au sein de cette communauté. Les processus apparaissant comme déterminants pour la dynamique de la communauté sont liés à la fois à la croissance (mise en place des capteurs de ressources, allocation de ressources) et la reproduction des espèces.

Les caractéristiques de dynamique des différentes espèces déterminent une gamme de réponses propres face aux contraintes du milieu en général et aux changements des pratiques en particulier. On utilise le terme de "stratégies" pour qualifier ces types de réponses propres à chacune des espèces par rapport à un processus donné. Ces stratégies, résultat de l'évolution des espèces sous la pression de sélection, spécifient la gamme d'habitats pour lesquels l'espèce est adaptée. Elles déterminent le "statut" de l'espèce au sein d'une communauté donnée, en particulier son potentiel de survie et de colonisation, c'est-à-dire son aptitude à la compétition .

La dynamique d'une communauté végétale soumise à une gestion plus extensive peut être considérée comme le résultat de l'interaction des stratégies des espèces face aux contraintes de l'environnement. Pour l'étude de la dynamique de végétation prairiale, il apparaît nécessaire d'aborder certains mécanismes du fonctionnement de la communauté végétale à travers l'étude de caractéristiques d'espèces. La prise en compte dans les modèles déjà existants des mécanismes et des processus responsables de la dynamique des populations des différentes espèces peut nous permettre d'identifier les facteurs responsables de l'évolution de la végétation vers un état donné et d'élaborer par voie de conséquence des ***modèles prédictifs***.

Il est possible d'effectuer un regroupement des espèces en fonction de leur type de stratégies. Une telle démarche permet de simplifier l'approche de la dynamique du système très complexe représenté par une communauté végétale. Ces groupes identifiés par rapport au processus étudié sont appelés groupes fonctionnels. Une communauté végétale peut être ainsi décrite par la caractérisation et la répartition de ses groupes. Le fonctionnement du couvert est ainsi abordé à travers la réponse spécifique de ces différents groupes face aux pratiques et des interactions qu'ils entretiennent entre eux.

De la parcelle au paysage

Si la parcelle demeure l'unité de gestion au sein d'une exploitation, les processus de dynamique de végétation nous imposent d'autres échelles d'investigation à la fois dans l'espace et dans le temps. Les flux de diverses natures (matière, information,..) existant entre différentes parcelles d'un même paysage n'ont pas d'influence importante dans les changements d'état de la végétation lorsque celle-ci est toujours soumise à des pratiques intensives. Si ces conditions de gestion changent et deviennent moins "fortes", les échanges entre communautés prairiales de parcelles voisines constituent pour certaines espèces, un des facteurs déterminants qui orientent l'évolution de la végétation vers un état donné. Les flux de propagules (sexués ou végétatives) sont un exemple des échanges existant entre les parcelles. La colonisation d'une parcelle par de nouvelles espèces dispersées à partir de communautés voisines devient plus importante dans la mesure où les stratégies d'installation et de compétition de ces espèces pourront s'exprimer. Dans des conditions de gestion extensive, la dynamique de végétation au sein d'une parcelle ne peut être abordée

sans prise en compte de ces échanges entre parcelles. Les limites spatiales des populations, dans la mesure où nous pouvons les définir, dépasse donc les limites de la parcelle.

Cet exemple illustre le besoin d'étudier dans l'avenir les processus de dynamique de végétation au niveau du paysage pour modéliser l'évolution des communautés prairiales au sein de la parcelle. L'hétérogénéité spatio-temporelle des ressources qui caractérise les systèmes extensifs est, en effet, le moteur de certains processus écologiques dont les effets en terme de reproductibilité des ressources fourragères et de paysage ne peuvent plus être ignorés.

oOo

Remerciements

Nous remercions pour le soutien financier apporté à ces recherches, le Comité EGPN du Ministère de l'Environnement dans le cadre de l'appel d'offre "Conséquences écologiques de la déprise agricole", la Chambre d'Agriculture de l'Aveyron. Nous remercions également Messieurs Cransac, Dalmières, Foucras et Rozières pour les nombreuses données qu'ils nous ont fournies sur les pratiques de gestion des prairies de l'Aubrac et de la vallée de l'Aveyron ainsi que pour leur aide et leur collaboration efficace sur le terrain.

oOo

Références bibliographiques

- Allen T.F.H., 1987. Hierarchical complexity in ecology: a noneuclidean conception of the data space. *Vegetatio*, 69 : 17-25.
- Allen T.F.H. et Starr T.B., 1982. *Hierarchy. Perspectives for ecological complexity*. The University of Chicago Press, Chicago : 310 pages.
- Allen T.F.H. et Wyleto E.P., 1983. A hierarchical model for the complexity of plant communities. *Journal of Theoretical Biology*, 101 : 529-540.
- Balent G., 1986. Modélisation de l'évolution des surfaces pastorales dans les Pyrénées centrales. Mise au point d'un référentiel micro-régional de diagnostic au niveau de la parcelle. *Cahiers de la Recherche-Développement*, 9/10 : 92-99.
- Balent, G. 1991. Construction of a reference frame for studying the changes in species composition in grassland. *Options Méditerranéennes*, 15 : 73-81.
- Balent, G., 1993. Organization: a key concept to understand the ecological sustainability of land-use management in the Pyrenees mountains. *Landscape and Rural Planning* (en préparation).
- Balent G. et Barrué-Pastor M., 1986. Pratiques pastorales et stratégies foncières dans le processus de déprise de l'élevage montagnard en vallée d'Oô (Pyrénées centrales). *Revue Géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest*, 57 : 403-447.
- Balent G. et Duru M., 1984. Influence des modes d'exploitation sur les caractéristiques et l'évolution des surfaces pastorales: cas des Pyrénées centrales. *Agronomie*, 4 : 113-124.

- Balent G. et Stafford Smith M. 1993. A conceptual model for evaluating the consequences of management practices on the use of pastoral resources. *Proc. 4th International Rangeland Congress*, Montpellier : 1158-1164.
- Banerjee S., Sibbald P.R. and Maze J., 1990. Quantifying the dynamics of order and organization in biological systems. *Journal of Theoretical Biology*, 143 : 91-111.
- Blandin P., 1986. Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. *Bulletin d'Ecologie*, 17 : 215-307.
- Boniface R. et Trocmé S., 1988. Enseignements fournis par divers essais de longue durée sur la fumure phosphatée et potassique. 2-Essais sur la fumure phosphatée. In : *'Phosphore et potassium dans les relations sol-plante'*. INRA : 279-402.
- Boutot L., 1989. *Les prairies naturelles de l'Aubrac: Diagnostic écologique et agronomique. Stabilité des communautés végétales et intensification*. DEA Ecologie, UPS Toulouse, INRA-SAD Toulouse : 48 pages.
- Brockman J.S., 1991. Grassland farming in the 1990's. In : *'Management issues for the grassland farmer in the 1990's'*, Ed. C.S. Mayne; BGS Occ. Symp. N°25 : 3-15.
- Chessel D., Lebreton J.D. et Prodon R. 1982. Mesures symétriques d'amplitude d'habitat et de diversité intra-échantillon dans un tableau espèces-relevés: Cas d'un gradient simple. *C.R. Académie des Sciences de Paris*, T. 295, Série 3 : 83-88.
- Chevalier V., 1988. *Etablissement d'un référentiel micro-régional de diagnostic au niveau de la parcelle dans la vallée de l'Aveyron*. DEA Ecologie Exp., Université de Pau, INRA/URSAD Toulouse : 37 pages.
- Clements F.E., 1916. Plant Succession: An analysis of the development of vegetation. *Carnegie Inst. Washington Publ. No 242* : 3-4.
- Daget Ph. et Poissonet J., 1971. Une méthode d'analyse phytologique des prairies. Critères d'application. *Annales agronomiques*, 22 : 5-41.
- Delpech R., 1982. La végétation prairiale, reflet du milieu et des techniques. *BTI*, 370/372 : 363-373.
- Duru M., 1992a. Diagnostic de la nutrition minérale de prairies permanentes au printemps. I. Etablissement de références. *Agronomie*, 12 : 219-233.
- Duru M., 1992b. Diagnostic de la nutrition minérale de prairies permanentes au printemps. II. Validation de références. *Agronomie*, 12 : 345-357.
- Duru M. et Balent G., 1985. Fertilisation dans les exploitations d'élevage des Pyrénées centrales. Pratiques des éleveurs. Références expérimentales. 2e Forum National de la Fertilisation Raisonnée. Atelier III. Elevages et prairies permanentes. Toulouse 22-24/01/1985 : 7 pages.
- Ellenberg H., 1974. Zeigerwerte der Gefässpflanzen Mitteleuropas. 2e Ed., *Scripta Geobotanica*, Göttingen, 9 : 97pages, (2ème édition 1979).
- Estève J., 1978. Les méthodes d'ordination: éléments pour une discussion. In : *'Ecologie et Biométrie'*, Eds. J.M. Legay & R. Tomassone, Société Française de Biométrie, Paris : 223-250.
- Fardeau J.C. et Jappe J., 1988. Valeurs caractéristiques des cinétiques de dilution isotopique des ions phosphate dans les systèmes sol-solution. In : *'Phosphore et potassium dans les relations sol-plante'*. INRA : 79-100.
- Fresco L.O. et Kroonenberg S.B., 1992. Time and spatial scales in ecological sustainability. *Land Use Policy*, July 1992 : 155-168.
- Klapp E., 1965. *Grunland vegetation und Standort*. P. Parey (Ed.), Berlin : 384p.
- Lemaire G., Gastall F. et Salette J., 1989. Analysis of the effect of N nutrition on dry matter yield of a sward by reference to potential yield and optimum N content. *Proc. XVI Int. Grassland Congress*, Nice, France : 179-180.
- Lemaire G. et Salette J., 1984. Relation entre dynamique de croissance et dynamique de prélèvement d'azote pour un peuplement de graminées fourragères. I Etude de l'effet du milieu. *Agronomie* 4 : 423-440.
- MacMahon J.A., 1980. Ecosystems over time: succession and other types of change. In R.H. Waring (ed), *'Forests: Fresh perspectives from ecosystem analysis'*. Proc. 40th Ann. Biol. Coll., Oregon State University Press : 27-58.

- Prodon R., 1988. *Dynamique des systèmes avifaune-végétation après déprise rurale et incendies dans les Pyrénées Méditerranéennes Siliceuses*. Thèse Doctorat d'Etat, Univ. P. & M. Curie, Paris VI : 333 pages.
- Prodon R. et Lebreton J.D., 1981. Breeding avifauna of a mediterranean succession : the Holm oak and cork oak series in the eastern Pyrenees. I, Analysis and modelling of the structure gradient. *Oikos*, 37 : 21-38.
- Quemener J., 1976. Analyse du potassium des sols. Dossier K 20. Au service de l'agriculture, SCPA. Centre de recherche d'Alplach-le Bas, 68700 Cernay : 26 pages.
- Rykiel E.J., 1985. Towards a definition of ecological disturbance. *Australian Journal of Ecology*, 10 : 361-365.
- Salette J., 1982. The role of fertilizers in improving herbage quality and optimization of its utilization. *Proc. 12th Congr. Int. Potash Insitute Bern* : 117-144.
- Salette J. et Huché L., 1991. Diagnostic de l'état de nutrition minérale d'une prairie par l'analyse du végétal: principes, mise en oeuvre, exemples. *Fourrages* : 3-18.
- Snaydon R.W., 1981. The ecology of grazed pastures. In : 'World Animal Science, B1: Grazing animals', Ed. F.H.W. Morley, Elsevier, Amsterdam : 13-32.
- Van Andel J. et Van der Bergh J.P., 1987. Disturbance of grassland. Outline of the theme. In Van Andel J. et al. (Eds). 'Disturbance in grasslands'. Dr W. Junk Publishers, Dordrecht : 3-13.
- Whittaker R.H., 1967. Gradient analysis of vegetation. *Biological Review*, 42 : 207-264.

oOo

